

Listas de contenidos disponibles en la página de inicio de la revista ScienceDirect Environmental Research: www.elsevier.com/locate/envres

Servicios del ecosistema: ¿parques urbanos bajo una lupa? Teresa Mexiaa, 1, Joana Vieiraa, Adriana Príncipea, Andreia Anjosa, Patrícia Silvab, Nuno Lopesb, Catarina Freitasb, Margarida Santos-Reisa, Otilia Correiaa, Cristina Branquinhoa ??,? , Pedro Pinhoa, ca Centro de Ecología, Evolución y Cambios Ambientales (cE3c), Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, 1749-016 Lisboa, Portugal b Divisão de Estudos y Gestão Ambiental e de Energia, Departamento de Energia, Clima, Ambiente e Mobilidade, Direção Municipal de Ambiente, Mobilidade, Energia e Valorização Urbana, Câmara Municipal de Almada, Casa Municipal do Ambiente, Rua Bernardo Francisco da Costa, 42, 2800-029 Almada, Portugal c Centro de Recursos Naturais e Ambiente, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO Palabras clave: Servicios de ecosistemas Parques urbanos Detallada espacialmente Gestión de tierras Tipo de vegetación RESUMEN La población de las áreas urbanas ha crecido durante el siglo pasado y se espera que más del 60% de la población mundial viva en ciudades para 2050. Los parques urbanos brindan varios servicios ecosistémicos que son valiosos para el bienestar de los habitantes de las ciudades y también se consideran una solución basada en la naturaleza para abordar múltiples problemas ambientales en las ciudades. Sin embargo, el tipo y la cantidad de servicios ecosistémicos proporcionados variarán con cada tipo de vegetación del parque, incluso dentro del mismo parque. Nuestro objetivo principal era cuantificar las compensaciones en los servicios de los ecosistemas asociados a diferentes tipos de vegetación, utilizando un enfoque espacialmente detallado. En lugar de depender únicamente de las tipologías generales de vegetación, tomamos un enfoque más ecológico, al considerar explícitamente diferentes unidades de estructura y composición de la vegetación. Esto se demostró en un gran parque (44 ha) ubicado en la ciudad de Almada (área metropolitana de Lisboa, Portugal), donde se mapearon en detalle seis unidades de vegetación y se evaluaron seis servicios del ecosistema: secuestro de carbono, dispersión de semillas, prevención de la erosión, agua purificación, purificación del aire y calidad del hábitat. Los resultados mostraron que, al observar el parque en detalle, algunos servicios del ecosistema variaban mucho según el tipo de vegetación. El secuestro de carbono fue influenciado positivamente por la densidad de los árboles, independientemente de la composición de las especies. El potencial de dispersión de semillas fue mayor en los céspedes, y los bosques mixtos proporcionaron la mayor cantidad de calidad de hábitat. El servicio de purificación del aire fue ligeramente mayor en los bosques mixtos, pero fue alto en todos los tipos de vegetación, probablemente debido a la baja contaminación del fondo, y tanto la purificación del agua como la prevención de la erosión fueron altas en todos los tipos de vegetación. Conocer el tipo, la ubicación y la cantidad de servicios del ecosistema proporcionados por cada tipo de vegetación puede ayudar a mejorar las opciones de gestión basadas en las compensaciones de los servicios del ecosistema y la búsqueda de situaciones beneficiosas para todos. Las compensaciones son, por ejemplo, muy claras para el carbono: la plantación de árboles aumentará el secuestro de carbono independientemente de la especie, pero puede no ser suficiente para aumentar la calidad del hábitat. Además, también puede influir negativamente en el servicio de dispersión de semillas. Los profesionales informados pueden utilizar este conocimiento ecológico para promover el papel de los parques urbanos como una solución basada en la naturaleza para proporcionar múltiples servicios ecosistémicos y, en última instancia, mejorar el diseño y la gestión de la infraestructura verde. Esto también mejorará la ciencia de los servicios de los ecosistemas, reconociendo que el tipo de vegetación es importante para la prestación

de servicios de ecosistemas y análisis de compensaciones. 1. Introducción

Durante el siglo pasado, la población de las áreas urbanas ha crecido considerablemente. Para 1950, estas áreas representaban el 30% de la población mundial, actualmente alcanzan el 50%, y se estima que crecerá por encima del 65% para 2050 (Naciones Unidas, 2014). Las áreas urbanas solo cubren alrededor del 2.4% de la superficie terrestre (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a), por lo que tienen una densidad de población muy alta. De esta manera, los ecosistemas urbanos

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023> Recibido el 7 de diciembre de 2016; Recibido en forma revisada el 22 de agosto de 2017; ¿Aceptado el 13 de octubre de 2017? Este trabajo fue apoyado por los siguientes proyectos: i) Proyecto promovido por el Departamento de Medio Ambiente, Clima, Energía y Movilidad del Ayuntamiento de Almada; ii) fondos nacionales portugueses, a través de FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia (UID / BIA / 00329/2013); iii) fondos nacionales portugueses, a través de la subvención FCT-MCTES (SFRH / BPD / 75425/2010); iv) GreenSurge-FP7 (ENV.2013.6.2-5); v) BioVeins- BiodivERSA32015104. ? Autor correspondiente. 1 Dirección actual: Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Edifício Prof. Azevedo Gomes, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal. Direcciones de correo electrónico: teresa.mexia@gmail.com (T. Mexia), jvieira@fc.ul.pt (J. Vieira), aprsilva@fc.ul.pt (A. Príncipe), asanjos@fc.ul.pt (A. Anjos), pasilva@cma.m-almada.pt (P. Silva), nlopes@cma.m-almada.pt (N. Lopes), cfreitas@cma.m-almada.pt (C. Freitas), mmreis@fc.ul.pt (M. Santos-Reis), odgato@fc.ul.pt (O. Correia), cmbranquinho@fc.ul.pt (C. Branquinho), ppinho@fc.ul.pt (P. Pinho). Environmental Research 160 (2018) 469-478 Disponible en línea el 05 de noviembre de 2017 0013-9351 / © 2017 The Authors. Publicado por Elsevier Inc. Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>). Las áreas T juegan un papel cada vez más importante en el bienestar de los habitantes de estos paisajes altamente modificados (Chiesura, 2004; Gómez-Baggethun y Barton, 2013; Pinho et al., 2016). Aunque su valor ecológico a menudo se ha considerado limitado debido a su tamaño y grado de artificialidad (Davies et al., 2011), los ecosistemas urbanos pueden proporcionar diversos servicios ecosistémicos (en adelante denominados ES), es decir, los beneficios que el hombre recibe de los ecosistemas (Milenio Evaluación de ecosistemas, 2005; TEEB, 2011). Estos ES son la base para el uso de estos ecosistemas como una solución basada en la naturaleza para múltiples problemas ambientales que son frecuentes en las ciudades. Entre los ecosistemas urbanos, los parques brindan varios servicios, como purificación de agua y aire, reducción de viento y ruido, secuestro de carbono, regulación de microclimas, hábitat de vida silvestre y bienestar social y psicológico (Chiesura, 2004; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Sin embargo, en los ecosistemas naturales, el tipo y la magnitud de los ES proporcionados dependen de sus características, como el tipo de vegetación, por lo que deberíamos esperar que ocurra lo mismo en los ecosistemas urbanos. Por ejemplo, las diferentes prácticas de gestión pueden implicar una compensación entre la maximización del servicio (diferentes esquemas de plantación de árboles para la eliminación de la contaminación frente a la mitigación del calor; Bodnaruk et al., 2017), o entre los ES y los deservicios de los ecosistemas (aumento del secuestro de carbono por la vegetación vs. emisiones de carbono debido a su mantenimiento (por ejemplo, cortar, podar, irrigar y fertilizar); Jo y McPherson, 1995). Debido a que se producen compensaciones con las opciones de gestión, la evaluación de múltiples ES podría informar a los tomadores de decisiones y proporcionar opciones de planificación que pueden mejorar el valor de los parques urbanos como soluciones basadas en la naturaleza en la provisión de ES, y así mejorar la calidad de vida en las zonas urbanas. áreas (Haase et al., 2014). Existen varios estudios

que evalúan la EE en diferentes tipologías de áreas verdes urbanas (árboles callejeros, parques, jardines privados, etc.), por ejemplo, Derkzen et al. (2015), Nowak (1993), Strohbach y Haase (2012), Sutton y Anderson (2016)) y en áreas con la misma tipología pero diferentes tipos de gestión (Lilly et al., 2015; Qian et al., 2010). Sin embargo, no se encontró ningún estudio que comparara el efecto de diferentes tipos de vegetación en múltiples ES dentro del mismo parque. Entre aquellos que estudian uno o varios parques en detalle, es decir, considerando diferentes tipos de gestión o cobertura del suelo, solo se estudió un solo servicio. Por ejemplo, Bae y Ryu (2015) y Gratani et al. (2016)) estudiaron los efectos sobre el secuestro de carbono, mientras que Speak et al. (2015) centrado en la biodiversidad. Derkzen y col. (2015) fue un paso más allá y estudió múltiples ES proporcionados por toda la infraestructura verde. Estos autores separaron la infraestructura verde según el tipo (por ejemplo, árboles aislados versus parque) y pudieron proporcionar mapas de alta resolución de haces de ES. Aquí proponemos considerar una visión más ecológicamente orientada, observando explícitamente el efecto de la estructura y composición de la vegetación, así como la orografía local, en ES. Este enfoque se probó en un solo gran parque urbano. Los parques grandes pueden ser muy heterogéneos con respecto a los tipos de vegetación y, además, también pueden estar sujetos a múltiples opciones de manejo. Como tal, es posible utilizar un mapeo espacialmente detallado de tipos de vegetación y orografía para estudiar los ES asociados. En este trabajo, mapeamos y cuantificamos seis ES (secuestro de carbono, dispersión de semillas, prevención de erosión, purificación de agua, purificación de aire y calidad del hábitat) proporcionados por diferentes tipos de vegetación que son comunes en los parques urbanos. Teniendo en cuenta que los espacios verdes urbanos pueden tener un papel importante en el secuestro de carbono a nivel local (Niemelä et al., 2010), el secuestro de carbono se evaluó mediante la estimación del stock de carbono a partir de la biomasa de la vegetación, la basura y las mediciones del suelo. Además del efecto directo de la vegetación en el balance de carbono, e incluso si el volumen secuestrado es menor que el CO₂ producido por la ciudad circundante (Lebel et al., 2007), el aumento de las áreas verdes afecta el microclima y reduce el efecto de isla de calor en ciudades, promoviendo una reducción indirecta de las emisiones de CO₂ (Hardin y Jensen, 2007; Niemelä et al., 2010; Nowak, 1993). La abundancia de aves omnívoras se evaluó como un sustituto de la dispersión de semillas. Este es un servicio que proporcionan los animales, así como la polinización, y es crucial para la reproducción de plantas (Herrera y Pellmyr, 2002), permitiendo su establecimiento y autosustentabilidad. La prevención de la erosión y la purificación del agua se evaluaron utilizando InVEST - Valoración integrada de servicios y compensaciones de ecosistemas v.3.2.0 (Natural Capital Project, 2015), un software de código abierto que mapea y valora ES (Sharp et al., 2016). La vegetación y el suelo pueden filtrar los efluentes urbanos, reduciendo los contaminantes y los niveles de nutrientes (TEEB, 2011), una característica que es esencial para el mantenimiento de la calidad del agua subterránea, ya que se usa con frecuencia para el riego o el consumo humano. Esto es particularmente importante, ya que los sistemas de drenaje de agua urbana a menudo tienen altas concentraciones de nutrientes (Nidzgorski y Hobbie, 2016) que son malolientes, pueden aumentar la turbidez del agua y pueden causar eutrofización del agua y del suelo, lo que compromete su calidad (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) Además, la vegetación también evita la erosión, al reducir la escorrentía, retener los sedimentos y estabilizar el suelo, evitando deslizamientos de tierra e inundaciones (Gómez-Baggethun y Barton, 2013; López-Vicente et al., 2013; Verstraeten et al., 2006). El servicio de purificación del aire se evaluó mediante la evaluación de la riqueza de especies de líquenes epífitos. Esta métrica de líquenes se ha utilizado

como un sustituto general de la contaminación atmosférica del aire, porque el número total de especies de líquenes disminuye con la contaminación intensa (Kapusta et al., 2004; Langmann et al., 2014; Llop et al., 2012; Svoboda et al., 2010). La contaminación del aire es un problema común de los entornos urbanos, y la calidad del aire puede ser promovida por la presencia de vegetación, con árboles que tienen un efecto positivo al filtrar partículas atmosféricas (Bolund y Hunhammar, 1999; Derkzen et al., 2015). Finalmente, la calidad del hábitat se evaluó utilizando la abundancia de líquenes epífitos oligotróficos, no solo porque está conectada a las condiciones generales de conservación del hábitat, sino también porque está bien relacionada con otros grupos biológicos de interés para la conservación, como las aves (Llop et al., 2012; Pinho et al., 2016). El grupo funcional de estos líquenes es extremadamente sensible a muchas perturbaciones, incluidos los muchos problemas asociados con el aumento de la urbanización, que disminuye con la eutrofización y la contaminación por polvo, y también es sensible a la estabilidad del hábitat y la intensidad del manejo (Llop et al., 2012; Munzi et al., 2014; Pinho et al., 2011). Nuestro objetivo principal era cuantificar las compensaciones y las sinergias en ES que son altamente relevantes para la sostenibilidad de los ecosistemas urbanos y el bienestar humano, asociados con el tipo y manejo de la vegetación. Esto se realizó a través de un enfoque novedoso, observando la estructura y composición de la vegetación, y utilizando cartografía de vegetación espacialmente detallada y mapeo de orografía. Presumimos que la provisión de ES variará con el tipo de vegetación de un parque. Esto mejorará el conocimiento sobre los ecosistemas urbanos y proporcionará a las autoridades locales herramientas para optimizar el suministro de ES a través de la gestión y la planificación local.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio era un parque urbano ("Parque da Paz") con aprox. 44 ha ubicadas en la ciudad de Almada, Portugal (38 ° 9.771'N, 9 ° 9.828'W, Fig. 1). Almada es uno de los municipios más poblados de Portugal, con una superficie de aprox. 70 km² y 174 030 habitantes (INE, 2012), ubicados dentro del área metropolitana de Lisboa (suroeste de Europa), bajo clima mediterráneo. El parque se estableció en 1997, en terrenos utilizados anteriormente para fines agrícolas que antes se habían asignado a la urbanización, y actualmente es el verde urbano más grande de la ciudad. Está rodeado de carreteras, incluidas autopistas con alta intensidad de tráfico. La topografía del parque fue modelada por la construcción para regular su hidrología, para disminuir la contaminación del aire, visual y acústica (Pardal, 1997), y su altitud varía de 7 m a 48 m de altura.

2.2. Unidades de cobertura del suelo y vegetación

La caracterización de la cubierta del suelo del parque (ver Fig. 1) se basó en la cartografía general del municipio del parque. Luego se realizó una clasificación más detallada de las unidades de vegetación a través de T. Mexia et al. Environmental Research 160 (2018) 469–478. Se analizaron imágenes aéreas y satelitales disponibles en línea (resolución 0.5 m, Digital Globe (mapa base de ArcGIS Online, World Imagery)), para identificar diferentes tipos de vegetación. Posteriormente, se realizaron visitas de campo para validar la cartografía obtenida.

2.3. Secuestro de carbono

El stock de carbono se utilizó como sustituto del secuestro de carbono. El stock de carbono de cada unidad de vegetación se calculó como la suma de árboles, arbustos, hierbas, basura y reservas de carbono del suelo, estimadas a partir de mediciones de campo realizadas en septiembre de 2015 y utilizando valores de la literatura. La biomasa de peso seco de las especies leñosas por encima y por debajo del suelo se calculó utilizando ecuaciones alométricas de la literatura (véase la Tabla complementaria S2). Para hacerlo, se midió la altura y el diámetro a la altura del pecho (o los diámetros de copa para los arbustos) en un mínimo de 5 individuos de especies de árboles y arbustos para toda el área de estudio. Cuando el tamaño de las especies varió significativamente (por

ejemplo, áreas plantadas recientemente y áreas más antiguas), se definieron las clases de tamaño y se midieron al menos 5 individuos para cada clase. Las ecuaciones específicas de la especie se seleccionaron de los estudios realizados en la cuenca del Mediterráneo, siempre que sea posible. Cuando no se disponía de parámetros específicos de la especie, se aplicaron parámetros calculados para el mismo género u otro nivel taxonómico (hoja ancha, coníferas, etc.). Las personas cuyas medidas no cumplían con los requisitos de las ecuaciones (por ejemplo, el rango DBH), o las especies con menos de 5 individuos, fueron excluidas del análisis. La densidad de las plantas (árboles y arbustos) se determinó mediante recuento directo, excepto en el área de bosque mixto, donde se realizó un muestreo con 6 cuadrantes de 10mx10m (ya que este es un parche homogéneo de vegetación remanente). Los cuadrantes fueron colocados aleatoriamente usando la herramienta Puntos aleatorios de ArcGIS, restringida por un búfer de 10 m desde los márgenes y los senderos principales. Se midieron todos los individuos de árboles y arbustos dentro de los cuadrados de muestreo. La biomasa promedio de la especie se multiplicó luego por el número de individuos presentes en cada unidad de vegetación. En el bosque mixto, la biomasa se calculó para el área muestreada y luego se extrapoló al área total. El contenido de carbono de las especies leñosas se obtuvo mediante la aplicación de un factor de conversión de 0,50 (IPCC, 2003) a la biomasa aérea y subterránea. El contenido de carbono de especies no leñosas se estimó para céspedes y pastizales, donde la biomasa se consideró relevante para el stock total de carbono. El muestreo se realizó en tres puntos aleatorios dentro de ambas unidades de vegetación, cosechando la biomasa aérea de cuatro cuadrantes de 20 x 20 cm (0.04 m²) en cada punto, recortados lo más cerca posible del suelo. Las muestras se pesaron después de secar en el horno a 60 ° C durante 72 h. Las muestras se molieron hasta que se convirtieron en un polvo fino y se determinó la cantidad de carbono mediante análisis elemental utilizando el método de combustión Dumas. El porcentaje de carbono se multiplicó luego por el peso seco de la muestra, para estimar el stock total de carbono en cada área. El contenido de carbono herbáceo subterráneo se estimó utilizando valores de la literatura (ver la Tabla complementaria S3). Para la estimación del contenido de carbono del suelo, tomamos tres muestras, compuestas de 10 submuestras distribuidas al azar, para cada unidad de vegetación. Se tomaron muestras de suelo hasta 10 cm de profundidad utilizando núcleos de 2 cm de diámetro. Las muestras se secaron al horno durante 72 h a 60 ° C, se molieron y se determinó la cantidad de carbono mediante análisis elemental utilizando el método de combustión Dumas. El stock de carbono se calculó utilizando la siguiente ecuación: $CT = CF \times D \times V$, donde CT es carbono total para la capa de suelo muestreada (Ton), CF es la fracción de carbono, D es densidad (kg / m³) y V es el volumen de la capa de suelo (m³; $V = \text{Área} \times \text{Profundidad}$) (Donovan, 2013). Finalmente, el contenido de carbono en la camada se estimó a partir de los valores de la literatura (ver Tabla complementaria S3). El contenido de carbono del huerto no se evaluó en el campo debido a su alta heterogeneidad en el cultivo y el mantenimiento de la tierra, además de las limitaciones logísticas. Esta unidad de vegetación se consideró menos relevante, ya que actualmente no está administrada por la administración del parque. Sin embargo, su cubierta de árboles y arbustos es escasa, y la cubierta de hierba y hojarasca se elimina con frecuencia durante la cosecha, por lo que estimamos la reserva de carbono del suelo para esta área utilizando los valores de la literatura (Tabla complementaria S3). Fig. 1. Ubicación general del área de estudio (cuadrados rojos y cruz) en Europa y el área metropolitana de Lisboa, que muestra también la cobertura del suelo circundante (basada en el Atlas Urbano Europeo, 2012), así como la cubierta del parque. y mapeo de unidades de vegetación, basado en tipos de vegetación. (Para la interpretación de las referencias al color en esta leyenda de la figura,

se remite al lector a la versión web de este artículo). T. Mexia et al. Investigación ambiental 160 (2018) 469–478 471

2.4. Dispersión de semillas

La abundancia de especies de aves omnívoras se utilizó como sustituto del servicio de dispersión de semillas. El conteo de aves de todas las especies se realizó en junio de 2015, entre las 8 y las 10 a.m. y en condiciones climáticas adecuadas. Para cada tipo de unidad de vegetación, se seleccionó un punto y el mismo observador siempre realizó el muestreo. En cada punto, se registró el número de individuos y especies presentes en un radio de 50 m desde el observador durante períodos de 10 minutos, a través de su detección acústica y visual (Bibby y Burgess, 2000; Sutherland et al., 2004). Las aves registradas solo como volando sobre el área se omitieron del análisis, ya que no estaba claro si interactuaban con el hábitat o no (Jasmani et al., 2017; Strohbach et al., 2013). La riqueza de especies y la abundancia de aves se evaluaron para cada punto, y las especies se clasificaron por dieta, según los trabajos de Herrera (1995), Lizée et al. (2011), Santana et al. (2012) y Svensson et al. (2009). Las especies omnívoras que se consideran frugívoras preferenciales se consideraron en un grupo separado como dispersores principales de semillas. Las aves no fueron evaluadas en las avenidas y estacionamientos del parque, debido a su pequeña área, y en el huerto.

2.5. Prevención de la erosión y purificación del agua

Los servicios de purificación del agua y prevención de la erosión se evaluaron mediante el software InVEST - Valoración integrada de servicios y compensaciones de ecosistemas (Proyecto de Capital Natural, 2015). InVEST es un software de código abierto que incluye varios modelos espacialmente explícitos para mapear y valorar diferentes ES, desde una escala local a una global (para una revisión sobre el software de modelado ES, consulte Bagstad et al., 2013 y Olosutean, 2015). Para los servicios de erosión y purificación de agua, InVEST utiliza dos conjuntos principales de parámetros. El primer parámetro es un modelo de terreno digital, utilizado por InVEST para calcular la pendiente o la cantidad de celdas de drenaje en cada celda. Este modelo digital del terreno se construyó utilizando contornos nivelados, proporcionados por el municipio, a través de la interpolación de contornos ArcGIS ajustada para la corrección hidrográfica (ESRI, 2015). El modelo de terreno digital final tenía una resolución espacial de 1 m. El segundo conjunto de parámetros son los datos de cobertura del suelo y los valores asociados de erosión y purificación de agua. Para métodos y tipos de cobertura terrestre, ver 2.2. En cuanto a los parámetros que representan la erosión (sedimentos) y la purificación del agua (flujos de nitrógeno), estos se asociaron a cada tipo de cobertura del suelo (por ejemplo, la cantidad total de nitrógeno que se proporciona típicamente a los céspedes). Para obtener más detalles sobre los parámetros utilizados y las referencias bibliográficas, consulte la Tabla complementaria S.1.1. El modelo Proporción de entrega de sedimentos se utilizó para evaluar la prevención de la erosión, mapeando la cantidad de sedimentos generados y entregados a las corrientes por cada subcuenca (Sharp et al., 2016 para más detalles). El modelo de retención de nutrientes: purificación de agua se utilizó para evaluar la purificación de agua por el ecosistema. El nitrógeno se usó como un sustituto de la retención general de nutrientes, porque está extremadamente bien relacionado con la retención de fósforo. Después de ejecutar ambos modelos, la producción final (retención y exportación de sedimentos y nutrientes a la cuenca, también con una resolución de 1 m) se promedió por unidad de vegetación y se calculó el porcentaje de retención en relación con las cargas totales.

2.6. Purificación del aire y calidad del hábitat

La diversidad de líquenes se utilizó como un sustituto tanto de la purificación del aire como de la calidad del hábitat, utilizando diferentes métricas. La diversidad de líquenes epífitos se midió en septiembre de 2015 en 29 árboles de *Quercus* spp., Utilizando la metodología estándar europea (Asta et al., 2002;

Cristofolini et al., 2014). La selección de los árboles se realizó estratificando para la unidad de vegetación, asegurando que se muestrearon todas las unidades y muestreando cinco ubicaciones por unidad. En cada ubicación, la selección de árboles se realizó asegurando que el árbol cumplía con los requisitos del protocolo (porción de muestreo del tronco a más de 100 cm del suelo y con una circunferencia mínima de 50 cm, inclinación pequeña, sin lesiones o enfermedades visibles). Además, se hizo un esfuerzo para muestrear árboles que estaban bien distribuidos en todo el parque y en condiciones homogéneas para cada unidad de vegetación. Sin embargo, debido a las condiciones locales (esquema de plantación), esto no fue del todo posible y se produjo algún agrupamiento, pero el muestreo todavía estaba bien distribuido en todo el parque. En árboles seleccionados, se tomaron muestras de líquenes usando una cuadrícula con cinco cuadrados de 10 × 10 cm. Esta cuadrícula se colocó en el tronco a una altura mínima de 1 m del suelo y en los cuatro puntos cardinales. La frecuencia de las especies se midió como el número de cuadrados en los que se encontró cada especie. A partir de estos datos, se utilizó el número total de especies como sustituto de la purificación del aire. Para la calidad del hábitat, las especies se clasificaron en grupos funcionales, en función de su máxima tolerancia a la eutrofización (Nimis y Martellos, 2008). La suma de la frecuencia de todas las especies oligotróficas (LDV_{oligo}, suma de especies con clasificación 1 y 2 proporcionadas por P. Nimis y Martellos, 2008) se utilizó como un sustituto de la calidad del hábitat. Se midió el diámetro del árbol a la altura del pecho para evaluar si influía en las métricas de liquen, pero no se encontraron relaciones significativas (datos no mostrados, $p < 0.05$). El análisis de variogramas reveló una buena estructura espacial para ambas métricas, con un efecto de pepita de cero y una continuidad espacial de 500 m para ambas. Se ajustó un modelo esférico sin anisotropía a este variograma experimental y se usó para interpolar ambas métricas de liquen dentro del parque usando kriging ordinario, y luego se determinaron los valores promedio dentro de cada tipo de vegetación.

2.7. Análisis de datos

En primer lugar, todos los valores absolutos medidos o estimados se informan por tipo de vegetación. Siempre que se obtuvieron valores de salidas de resolución de 1 m, se proporciona la desviación estándar por tipo de vegetación. En segundo lugar, comparamos la provisión de múltiples ES por cada tipo de vegetación. Para eso, estandarizamos los resultados obtenidos para cada servicio en relación con el valor máximo observado en el parque para ese servicio y obtuvimos una puntuación para cada tipo de vegetación, que varía de 0 a 1, donde 1 corresponde al valor más alto. El promedio de este puntaje por tipo de vegetación (promedio de todos los puntajes de ES, asumiendo la misma importancia para todos los servicios) se proporcionó como una medida integradora de todos los ES probados y como un marco para evaluar las compensaciones entre ellos.

3. Resultados

3.1. Unidades de cobertura del suelo y vegetación

Se identificaron un total de once clases de cobertura del suelo en el área del parque, incluidas seis unidades de vegetación que cubren c. 77% del área total (Fig. 1 y Tabla 1; para una descripción más detallada ver la Tabla complementaria 4). Cada unidad de vegetación correspondía a un tipo de vegetación principal, que se clasificaba según la densidad de los árboles (baja y alta densidad de árboles) y el tipo de sotobosque (sin sotobosque - senderos y áreas de estacionamiento; sotobosque herbáceo regado - césped; sotobosque herbáceo no regado - pradera). Junto a las áreas plantadas, hay un área bien conservada de bosque mediterráneo y un área de pequeños parches para uso agrícola. El área del bosque tenía la cubierta arbórea más alta del parque y era la única área con un sotobosque arbustivo bien desarrollado y sin una cubierta herbácea significativa.

3.2. Comparación del suministro de servicios ecosistémicos por los diferentes tipos de vegetación

El stock total de carbono del parque fue de 4040Mg, con una

mayor contribución de las áreas con la mayor densidad de árboles (bosques y pastizales con alta densidad de árboles). Aunque estas áreas representan cerca del 30% de las áreas del parque con cobertura vegetal, representaron el 70% del stock total de carbono. Los pastizales con áreas de alta densidad de árboles y el bosque tenían 228 y 262 Mg C ha⁻¹, respectivamente (Fig. 2 - a). Como se esperaba, cuando la densidad de los árboles es menor, el carbono almacenado en la vegetación no leñosa y en el suelo es más relevante para el stock total de carbono, aunque solo se estimó para los primeros 10 cm de suelo. Finalmente, la cantidad de carbono almacenado en los árboles en las avenidas y los estacionamientos del parque (clasificado como árbol urbano T. Mexia et al. Environmental Research 160 (2018) 469-478 472 overstory) fue similar a la estimada para los árboles en áreas con menor siembra densidad. La abundancia total de aves fue mayor en ambas áreas con menor densidad de árboles (Fig. 2 - b). El servicio potencial de dispersión de semillas, indicado por la abundancia de todas las aves omnívoras, fue mayor en el césped, pero los principales dispersores de semillas se encontraron en todos los tipos de vegetación muestreados. De las 11 especies omnívoras identificadas en el área de estudio (en un total de 18), 4 son importantes dispersores de semillas en la región mediterránea. El suministro de servicios de prevención de erosión y purificación de agua fue homogéneo en todo el parque, con una retención de nutrientes y sedimentos cercana al 100% para todos los tipos de vegetación (Fig. 2 - c, d). Aunque mayores aportes de nutrientes se asociaron con el césped y el huerto, la retención también fue mayor en estas áreas, lo que resultó en una lixiviación general cercana a cero. Como era de esperar, la producción potencial de sedimentos fue mayor en áreas con mayor pendiente, pero su pérdida se evitó por la alta eficacia de retención de estas áreas, que también están más boscosas (bosques y pastizales con alta densidad de árboles). En relación con la purificación del aire (Fig. 2 - d), este servicio también tenía valores similares para todos los tipos de vegetación. El número promedio de especies de líquenes fue mayor en el bosque mixto (12 especies), mientras que otros tipos de vegetación presentaron valores de aprox. 9 especies. Con respecto a la calidad del hábitat (Fig. 2 - e), la mejor calidad se observó en el bosque (LDV de líquenes oligotróficos de aproximadamente 20). Este tipo de vegetación presentó c. el doble de cualquier otra área, y estos resultados fueron independientes de la densidad de los árboles o el manejo del sotobosque en las áreas plantadas.

3.3. Evaluación integrada de los servicios del ecosistema

Cuando todos los servicios se estandarizaron e integraron, fue evidente que el área de bosque mixto tenía el suministro total máximo de todos los ES probados (Fig. 3). En general, los servicios que mostraron menos dependencia del tipo de vegetación se relacionaron con la purificación del agua, pero también con la purificación del aire, mientras que las reservas de carbono dependían claramente de la densidad de los árboles, y la calidad del hábitat solo se optimizó en el área de bosque mixto. Como consecuencia de alcanzar la provisión más alta posible de la mayoría de los ES, el puntaje promedio del bosque mixto fue de 0.94. Los pastizales con baja densidad de árboles presentaron el puntaje promedio más bajo (0.60), mientras que el área más plantada alcanzó 0.71.

4. Discusión

El análisis espacialmente detallado de la provisión de ES por un parque urbano ha revelado que puede no funcionar como una entidad homogénea. Más bien, se demostró que tenía múltiples facetas que dependen del tipo de vegetación, su manejo y la topografía local. Por un lado, algunos de los ES seleccionados variaron mucho con el tipo de vegetación, a saber, el secuestro de carbono, la dispersión de semillas y la calidad del hábitat. Por otro lado, la prevención de la erosión y los servicios de purificación de agua y aire tuvieron valores similares en todos los tipos de vegetación. Al utilizar esta información, los profesionales pueden optimizar la gestión de los parques urbanos como una solución basada en

la naturaleza para promover un servicio determinado o para equilibrar varios ES de interés. Esto solo fue posible evaluando simultáneamente múltiples ES y realizando una caracterización espacialmente detallada de la topografía local y la distribución de la vegetación en todo el parque.

4.1. Suministro de servicios ecosistémicos En general, el tipo de vegetación que proporcionó el puntaje integrado más alto para ES fue el bosque mixto. De hecho, el bosque presentó el valor máximo para casi todos los servicios probados. Su ventaja sobre el otro tipo de vegetación con un valor global cercano (pastizales con alta densidad de árboles) se relacionó principalmente con la calidad del hábitat, medida con especies de líquenes oligotróficos, que son muy sensibles a la mayoría de los tipos de perturbaciones, incluido el impacto de la urbanización (Pinho et al. al., 2016, 2011). Se esperaba este resultado, ya que el bosque mixto fue elegido por los administradores del parque para preservar la biodiversidad local, y es el área que más se asemeja a una estructura de vegetación natural dentro del parque. Esta área es mucho más antigua que el resto del parque: solo ocasionalmente está sujeta a intervención y es menos utilizada por los visitantes.

+
+
+
+
+
+

Su estructura de vegetación es más compleja, con un sotobosque arbustivo bien desarrollado y una densa cubierta arbórea, creando condiciones de refugio para la fauna, proporcionando refugio y alimentos, y aumentando su diversidad, que es especialmente importante en las zonas urbanizadas (Barth et al., 2015; Heckmann et al., 2008). Sin embargo, vale la pena señalar que las áreas plantadas con menor densidad de árboles mostraron una mayor abundancia general de aves que el bosque mixto. Este efecto puede explicarse por una mayor diversidad de especies y una distribución más heterogénea de especies plantadas que crean una multiplicidad de nicho y pueden aumentar la biodiversidad de dichas áreas plantadas (Bolund y Hunhammar, 1999). El secuestro de carbono fue el servicio más obviamente relacionado con el tipo de vegetación, siendo claramente mayor en los tipos de vegetación con la mayor densidad de árboles. El stock de carbono en estas áreas (bosque: 262.35Mg ha⁻¹; pastizales con alta densidad de árboles: 228.10 Mg ha⁻¹ para) fue mayor que el estimado para los bosques europeos por la FAO (2010), con un promedio de 161.8 Mg ha⁻¹, que probablemente esté relacionado con la alta densidad de árboles en nuestra área de estudio. De hecho, el carbono estimado para la biomasa aérea de los árboles (bosque: 166.95Mg ha⁻¹; pastizales con alta densidad de árboles: 156.30Mg ha⁻¹) tenía valores cercanos a los observados en los bosques de pinos en Portugal (Correia et al., 2010 ; valor máximo de aproximadamente 200Mg ha⁻¹), que se consideran plantaciones de alta densidad. Aunque en las áreas restantes el stock de carbono estimado para los árboles (por encima y por debajo del suelo) se acercó a los valores calculados para otras áreas verdes urbanas (Dorney et al., 1984: 18.30 Mg C ha⁻¹; Rowntree y Nowak, 1991: 27 Mg C ha⁻¹), la comparación no siempre es posible o fácil de realizar, ya que los valores estimados dependen de muchos factores, que van desde las características del espacio verde (por ejemplo, densidad de plantación, edad del árbol) hasta el método utilizado para la estimación . En otros trabajos, por ejemplo, Strohbach y Haase (2012) estimaron 29.39 Mg C ha⁻¹ para la biomasa aérea de árboles en la ciudad de Leipzig, mientras que Nowak (1993) estimó 8.8 Mg C ha⁻¹ para espacios verdes dentro de áreas residenciales. . En nuestra área de estudio, el stock de carbono de los céspedes fue menor que en los otros tipos de vegetación; sin embargo, los céspedes son muy comunes en los parques urbanos y representan una fracción importante de los ecosistemas

urbanos (Lilly et al., 2015), por lo que su stock de carbono puede ser un balance de carbono muy relevante en las áreas urbanas. En nuestro caso, valores estimados para el césped y el suelo del césped Tabla 1 Clases de cobertura del suelo definidas para el área de estudio, área total (ha) y área relativa (%), en relación con el área de estudio total y el área total con planta cobertura y densidad de árboles (n ° ind. ha-1), cuando corresponda (nd - sin datos). Clases de cobertura del suelo Área (ha) Área relativa (%) Densidad de árboles (n ° ind. Ha-1) Vegetación total Unidades de vegetación (tipos de vegetación) 38.4 86.6 Praderas con alta densidad de árboles 6.0 13.5 15.6 382 Praderas con baja densidad de árboles 11.9 26.8 30.9 156 Césped con baja densidad de árboles 9.5 21.5 24.9 99 Sobretorey de árboles urbanos 1.2 2.7 3.1 183 Huerto 4.2 9.4 10.9 nd Bosque mixto 5.6 12.7 14.6 467 Otras unidades 6.0 13.4 Senderos 3.2 7.2 Infraestructuras urbanas 1.3 3.0 Lago 0.8 1.8 Arroyo 0.2 0.5 Páramo 0.5 0.9 Área total 44.4 T. Mexia et al. Environmental Research 160 (2018) 469-478 473 carbono fueron mucho más altos que los estimados para otras áreas similares (pasto: 1.86 Mg ha-1 (Jo y McPherson, 1995) y pasto y suelo (<10 cm): 6.04 Mg ha-1 (Lilly et al., 2015)). Una vez más, su gestión influye en el carbono almacenado. Por ejemplo, parte de la biomasa producida en praderas no irrigadas se incorpora al suelo, lo que aumenta el secuestro de carbono en estas áreas (Machmuller et al., 2015), un efecto que aumenta enormemente en las áreas fertilizadas o irrigadas (Conant et al., 2001) Además, las áreas pavimentadas con historia de árboles a menudo ocupan un área importante en los parques urbanos y sus alrededores, por lo que su contribución al stock total de carbono también puede ser importante, y la inclusión de los árboles debe tenerse en cuenta al diseñar y administrar estas áreas (O'Donoghue y Shackleton, 2013). Con respecto al servicio de dispersión de semillas, consideramos que todas las especies de aves omnívoras son posibles dispersoras de semillas, ya que su dieta puede incluir la alimentación de frutas en algún momento. Sin embargo, algunas especies frugívoras preferenciales han sido señaladas como las principales aves dispersoras de semillas en el Mediterráneo. Estas especies pertenecen al género *Sylvia*, *Turdus* y *Erithacus* (Herrera, 1995) y todas estaban representadas en el parque, a menudo con mayor abundancia que otras omnívoras. Una mayor abundancia de aves frugívoras aumenta el número de semillas que se pueden dispersar y, a su vez, una mayor riqueza de especies aumenta la variedad de diferentes tipos y tamaños de frutas que se pueden dispersar (Herrera, 1995; Jordano, 2000). Como tal, las aves omnívoras pueden ser un mejor sustituto de la capacidad de dispersar semillas que la riqueza general de especies. De hecho, observamos una riqueza de especies total similar entre los tipos de vegetación, contrario a lo observado por Shwartz et al. (2008) en un parque urbano de 262 ha, que puede estar relacionado con el tamaño de nuestro parque. No evaluamos la movilidad de las aves ni la intensidad de las visitas, pero la mayor parte de nuestra área de estudio solo tiene un uso moderado, por lo que creemos que los senderos no redujeron el cruce de aves entre parches (Fernández-Juricic y Tellería, 2000) y que la presencia de aves fue determinada por mosaico de diferentes hábitats dentro del parque. Sin embargo, dado que las aves fueron muestreadas en el momento de la alimentación, la abundancia de los grupos funcionales en cada tipo de vegetación puede estar más relacionada con la disponibilidad de alimentos (Moorcroft et al., 2002; Ward y Zahavi, 1973). En consecuencia, puede determinar la presencia de dispersores de semillas, por lo que es un buen indicador de esta posible dispersión de SE. Los ecosistemas urbanos albergan la figura 2. Servicios ecosistémicos evaluados para cada tipo de vegetación: a - secuestro de carbono (stock de carbono; Mg / ha), b - dispersión de semillas (abundancia de aves por grupo trófico), c - prevención de la erosión (retención de sedimentos;%), d - purificación de agua (retención de nitrógeno;%), e - purificación del aire (riqueza de especies de

líquenes; número de especies), y f - calidad del hábitat (LDV con solo especies de líquenes oligotróficos; frecuencia de especies); la media $\pm$ DE se calculó para los servicios estimados por unidad de área (resolución de 1 m²). T. Mexia y col. Environmental Research 160 (2018) 469-478 474 poblaciones importantes de aves (Melles y Martin, 2003), cuya diversidad funcional se puede mejorar de esta manera mediante medidas de gestión adecuadas, como la cantidad de hábitats en el parque (Hermy y Cornelis, 2000) La prevención de la erosión y la purificación del agua fueron los servicios menos afectados por la vegetación del parque y la heterogeneidad topográfica. Los valores de retención y pérdida de sedimentos fueron relativamente bajos (datos no mostrados) en comparación con los valores máximos estimados para otras cuencas fluviales más grandes (por ejemplo, Bangash et al., 2013; Hamel et al., 2015; Terrado et al., 2014). La vegetación reduce la producción de sedimentos (Gómez-Baggethun y Barton, 2013; López-Vicente et al., 2013; Verstraeten et al., 2006), por lo que la alta cubierta vegetal en todos los tipos de vegetación puede reducir el riesgo de erosión, incluso en las zonas con pendientes más pronunciadas (bosques y pastizales con alta densidad de árboles). La retención de nitrógeno fue alta en todos los tipos de vegetación, y las cantidades calculadas de retención y pérdida de nitrógeno (datos no mostrados) fueron generalmente bajas y cercanas a los valores estimados por Groffman et al. (2004) para áreas forestales, y menores que las obtenidas para áreas suburbanas y agrícolas por el mismo autor. No se encontraron diferencias entre las áreas con baja y alta densidad de árboles, aunque la capacidad de filtración de la vegetación puede depender de sus características, como la cubierta de árboles o pasto (Nidzgorski y Hobbie, 2016; Norris, 1993), con amortiguadores solo para árboles. potencialmente teniendo una mayor capacidad de retención. Sin embargo, Nidzgorski y Hobbie (2016) tampoco observaron diferencias en la lixiviación de nitrógeno entre el césped urbano y las áreas arbóreas. Es importante decir que ambos modelos tienen limitaciones, como las fuentes de sedimentos cubiertas por las ecuaciones USLE utilizadas en el modelo de Ración de entrega de sedimentos, o no considerar interacciones químicas o biológicas distintas de la vegetación terrestre en el caso del modelo de retención de nutrientes (Sharp et al., 2016). La homogeneidad de nuestros resultados en toda el área de estudio puede ser el resultado de las limitaciones inherentes de estos modelos, pero probablemente también sean el resultado de la planificación del parque. De hecho, el terreno del parque fue modelado para ayudar a prevenir inundaciones en vecindarios ubicados aguas abajo, por lo que se esperaba que su construcción redujera en gran medida la escorrentía de agua, con consecuencias tanto en la retención de sedimentos como de nutrientes. Por lo tanto, a pesar de las limitaciones de los modelos, pueden ser adecuados para ayudar a los planificadores a identificar áreas de intervención potencial, incluso si se necesita una evaluación más profunda para ayudar en su implementación. Finalmente, el servicio de purificación de aire, visto aquí por la riqueza de los líquenes, fue solo un poco más alto en bosques mixtos, en comparación con todos los otros tipos de vegetación. Otras herramientas podrían proporcionar mediciones precisas sobre la calidad del aire y los niveles de contaminantes (por ejemplo, estaciones de monitoreo); sin embargo, son caros y no son económicamente viables a esta escala espacial. También es importante tener en cuenta que una sola evaluación de la riqueza de líquenes refleja la respuesta a largo plazo de los líquenes a la contaminación, que se considera una medida de la contaminación del aire integrada en el tiempo (Llop et al., 2017; Pinho et al., 2008, 2004; Santos et al., 2017). Esperábamos que los tipos de vegetación con mayor densidad de árboles presentaran una mejor calidad del aire, porque los bosques son eficientes para atrapar partículas atmosféricas (Kocic et al., 2014; Yang et al., 2005) y las copas de los bosques pueden limitar la mezcla del aire del

nivel superior con el suelo nivel de aire, lo que puede conducir a una mejora significativa de la calidad del aire debajo del dosel (Nowak et al., 2006). Sin embargo, nuestra área de estudio probablemente está sujeta a una concentración de contaminantes bastante baja en general (Munzi et al., 2014). Por lo tanto, aunque hay algunas diferencias Fig. 3. Oferta relativa de los servicios del ecosistema según el tipo de vegetación, que muestra las puntuaciones atribuidas a cada servicio del ecosistema (los valores varían de 0 a 1, siendo 1 el valor máximo medido en el parque) y la puntuación media total de cada tipo de vegetación (media $\pm$ DE; $n = 5$; verde - puntaje más alto, naranja - más bajo). Solo se muestran los tipos de vegetación con los seis ES evaluados. (Para la interpretación de las referencias al color en esta leyenda de la figura, se remite al lector a la versión web de este artículo). T. Mexia y col. Environmental Research 160 (2018) 469-478 475 se pudo ver entre el bosque y las otras áreas, estas diferencias fueron pequeñas. Sin embargo, en otras ciudades más contaminadas, la presencia de árboles puede mejorar significativamente la contaminación del aire (Bodnaruk et al., 2017), por lo que los árboles, especialmente cuando se plantan en altas densidades, deben considerarse un activo importante para la provisión de purificación del aire (Zupancic et al., 2015). En general, las métricas utilizadas para evaluar ES son ampliamente aplicables y rentables. Entre estos, la diversidad de líquenes requiere la mayoría de las habilidades, a saber, la identificación de especies de líquenes. Sin embargo, las métricas utilizadas, la riqueza de especies de líquenes y el LDV de las especies oligotróficas, nos permitieron evaluar la cantidad relativa de dos ES que son muy complejos de medir, es decir, la purificación del aire y la calidad del hábitat. La purificación del aire se puede medir usando estaciones de monitoreo de aire complejas y costosas, pero eso no es económicamente factible a esta escala espacial. Con respecto a la calidad del hábitat, su evaluación completa requeriría monitorear múltiples taxones biológicos, lo que tampoco es posible. La dispersión de semillas también requirió muestrear la diversidad de aves, y siguió una suposición razonable de que más aves portadoras de semillas pueden permitir una mayor posibilidad de dispersión de semillas. La experiencia en muestreo de aves es frecuente hoy en día, especialmente en áreas urbanas, y por lo tanto esta métrica es bastante rentable. El secuestro de carbono fue la tarea que más tiempo llevó, especialmente el muestreo de vegetación en el campo. Esto dio como resultado el ES estimado con mayor precisión, y aunque es lento, puede ser realizado por un no especialista. Finalmente, la purificación del agua y la prevención de la erosión se evaluaron utilizando principalmente la operación SIG y la búsqueda bibliográfica. Estos servicios se pueden medir en el campo a un costo económico extremo para un número tan elevado de subcuencas y condiciones de orografía y cobertura terrestre. Como tal, el método que se empleó en este estudio representa la forma más rentable de cuantificar estos servicios. Sin embargo, todas las métricas utilizadas se beneficiarían de alguna validación de campo siempre que sea posible. Aunque el impacto de los visitantes no fue evaluado por nuestro trabajo, asumimos que esta presión no afectó significativamente el ES evaluado. Las características de la vegetación no parecían ser modificadas por los visitantes, ya sea porque las personas usan preferencialmente el césped, que se maneja más intensamente, o porque se mantienen en los senderos cuando usan otras áreas. Se ha demostrado que la presión de los visitantes cambia el suelo y la vegetación a pequeña escala (por ejemplo, Sarah y Zhevelev, 2007), pero los sitios de alta presión en nuestros céspedes son áreas localizadas, por lo que su impacto probablemente se diluya a escala de tipo de vegetación. De hecho, el servicio que esperábamos que los visitantes impactaran negativamente era la dispersión de semillas, ya que las aves pueden ser sensibles a la presencia humana (por ejemplo, Fernández-Juricic y Tellería, 2000). No obstante, el césped tenía uno de

los recuentos de aves más altos del parque. No obstante, los trabajos futuros deben abordar la intensidad de las visitas para determinar con precisión su impacto en ES.

4.2. Compensaciones y sinergias en el suministro de servicios ecosistémicos

La evaluación de múltiples ES y la identificación de compensaciones y sinergias entre ellas permiten la manipulación de los ecosistemas para optimizar su provisión y promover su sostenibilidad (Bennett et al., 2009; Rodríguez et al., 2006). Los ecosistemas urbanos solo pueden proporcionar una parte de la ES que requieren las ciudades, pero esta disposición puede ser significativa en áreas altamente pobladas (Gómez-Baggethun y Barton, 2013). Además, una perspectiva multifuncional sobre planificación y gestión puede aportar más valor a los espacios verdes que centrarse en unos pocos ES, promoviendo un acuerdo entre los miembros de la comunidad, los inversores y los responsables de la toma de decisiones (Lovell y Taylor, 2013). Los espacios verdes multifuncionales buscan proporcionar diferentes ES, equilibrando las necesidades de los residentes locales y la sociedad en general (Lovell y Taylor, 2013). Nuestra área de estudio se ha gestionado para satisfacer las necesidades de los usuarios y se diseñó para cumplir principalmente con servicios recreativos y estéticos, aunque su construcción tuvo en cuenta otros servicios (por ejemplo, drenaje de agua). En el pasado, los espacios verdes urbanos a menudo se diseñaban como ecosistemas homogéneos, pero en parques más grandes como este (área de 44 ha), la heterogeneidad en los tipos de vegetación crea diferentes hábitats que, en consecuencia, producirán diferentes entornos de provisión de ES. En mayor medida, las evaluaciones a escala de la ciudad pueden permitir a los planificadores equilibrar la provisión de ES a través de diferentes espacios verdes, incluidos los parques urbanos más pequeños con un solo tipo de cobertura del suelo u otras áreas, como los árboles de la calle. Finalmente, los deservicios de los ecosistemas en las áreas urbanas (es decir, las funciones del ecosistema que se perciben como negativas para el bienestar humano; Lyytimäki y Sipilä, 2009) también deben considerarse en la evaluación de compensación, ya que pueden tener un peso importante en el funcionamiento y el valor de espacios verdes. Con respecto a los ES evaluados en este estudio, su optimización puede lograrse mejorando las características de los bosques en las áreas construidas. Por ejemplo, al aumentar la densidad de los árboles, las áreas con una puntuación más baja en el secuestro de carbono ganarán valor y la purificación del aire también se puede mejorar. Además, si el manejo de la vegetación es menos intenso y la estructura del sotobosque se incrementa, la calidad del hábitat también puede mejorar. Por otro lado, el servicio de dispersión de semillas puede disminuir, lo que puede ser contrarrestado por el mantenimiento de áreas abiertas y céspedes. Aunque el huerto se evaluó solo parcialmente, este tipo de cobertura del suelo tiene el potencial de proporcionar varios ES importantes, en algunos casos incluso más que los parques urbanos (Speak et al., 2015), por lo que su integración también podría ser una buena gestión decisión que mejoraría el funcionamiento general de un parque.

4.3. Conclusiones

En este trabajo, proporcionamos un marco general para optimizar la gestión de los parques urbanos como espacios verdes multifuncionales, a través de la evaluación espacial detallada de los servicios del ecosistema. Al usar este enfoque, podemos identificar compensaciones y sinergias en la provisión de servicios ecosistémicos, proporcionando información importante tanto para la gestión como para la planificación de parques urbanos. La evaluación a nivel de parque puede brindar a las autoridades locales una herramienta adicional para administrar áreas basadas en heterogeneidades de cobertura terrestre. Nos centramos en el manejo de la vegetación, ya que esta es una práctica común en la mayoría de los parques urbanos. Por lo tanto, los servicios del ecosistema que se relacionan más fácilmente con el tipo de vegetación son un buen punto de partida para su inclusión en los planes de manejo,

ya que la provisión de los servicios del ecosistema se puede ajustar con la implementación de medidas simples. La evaluación simultánea de varios servicios del ecosistema requiere equipos multidisciplinarios, cuyos costos pueden señalarse como la principal limitación para futuras aplicaciones de este enfoque. Sin embargo, hay un número cada vez mayor de parques que tienen información sobre la biodiversidad que podría ayudar a la evaluación de los servicios del ecosistema por parte de no especialistas. Por ejemplo, algunos parques realizan censos de aves, lo que podría ayudar a abordar el servicio de dispersión de semillas, o mapear árboles, lo que ahorraría tiempo en la estimación de las reservas de carbono. Además, los resultados de la evaluación de un parque podrían aplicarse a la planificación o gestión de parques cercanos. Esto permitiría una implementación más amplia de las acciones de gestión para la promoción de los servicios del ecosistema, al tiempo que reduce los costos asociados. A pesar de estas limitaciones, demostramos que la gestión y planificación de los parques urbanos puede hacer uso de medidas prácticas simples como soluciones basadas en la naturaleza para promover el funcionamiento del ecosistema en las zonas urbanas y gestionar espacios verdes para la prestación de servicios específicos del ecosistema. Finalmente, estas soluciones deben ser monitoreadas y su impacto en los servicios de los ecosistemas debe ser evaluado, a fin de identificar nuevas compensaciones y situaciones winwin y mejorar el éxito de las infraestructuras verdes en las áreas urbanas. Agradecemos Este trabajo fue apoyado por los siguientes proyectos: i) Proyecto promovido por el Departamento de Medio Ambiente, Clima, Energía y Movilidad del Ayuntamiento de Almada; ii) fondos nacionales portugueses, a través de FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia (UID / BIA / 00329/2013); iii) fondos nacionales portugueses, a través de la subvención FCT-MCTES (SFRH / BPD / 75425/2010); iv) GreenSurge-FP7 (ENV.2013.6.2-5); v) BioVeins- BiodivERSA32015104. Agradecemos a dos revisores anónimos por sus comentarios y sugerencias que ayudaron a mejorar T. Mexia et al. Environmental Research 160 (2018) 469-478 476 manuscrito. También agradecemos a João Mexia por la edición del lenguaje del manuscrito. Apéndice A. Información de apoyo Los datos complementarios asociados con este artículo se pueden encontrar en la versión en línea en <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>.